

III. Una alternativa para el tratamiento de lixiviados maduros generados en el relleno sanitario de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México

Hugo Alejandro Nájera Aguilar, María Neftalí Rojas Valencia

Introducción

De acuerdo con la normatividad ambiental en el territorio nacional, el método más adecuado para disponer los residuos sólidos urbanos (RSU) y de manejo especial (ME) es el relleno sanitario, cuyas instalaciones son diseñadas, construidas y operadas con el fin de minimizar los impactos adversos hacia el entorno. En él se utilizan principios de ingeniería para lograr el confinamiento seguro de los residuos sólidos. En general, la técnica del relleno sanitario consiste en depositar la basura por capas, distribuyéndola y compactándola con maquinaria pesada, para reducir su volumen y maximizar la vida útil del relleno.

En la operación de estos sitios, además del biogás producido y de materiales inertes, se tienen emisiones líquidas. Para el caso del biogás, éste se compone principalmente por metano y bióxido de carbono, en tanto que la fracción líquida mejor conocida como lixiviado proviene de desechos heterogéneos en composición. Estos líquidos arrastran todo tipo de contaminantes, muchos de ellos en concentraciones elevadas, por lo que son considerados como uno de los residuos más complejos y difíciles de tratar^[1]. Los lixiviados contienen concentraciones elevadas de contaminantes orgánicos e inorgánicos, incluyendo ácidos húmicos, nitrógeno amoniacal y metales pesados, así como sales inorgánicas^[2-3].

De acuerdo con Kurniawan *et al.*^[4], Deng y Englehardt^[5] y Tizaoui *et al.*^[6], cuando estos líquidos no son controlados pueden permear hasta llegar al agua subterránea o mezclarse con aguas superficiales y ocasionar la contaminación de suelos y cuerpos de agua. En la actualidad, el nulo manejo de los lixiviados constituye la práctica común en el Estado de Chiapas, lo que deja ver el poco interés y conocimiento que hasta la fecha se ha tenido con uno de los residuos más complejos y contaminantes -sino el mayor- de los generados ininterrumpidamente en el territorio estatal^[7].

Generalmente la biodegradabilidad de un lixiviado se mide en base a la relación entre las demandas bioquímica y química de oxígeno (DBO/DQO). Wang *et al.*^[8] definen a un lixiviado pobre en biodegradabilidad cuando su relación o Índice de Biodegradabilidad (IB) se sitúa en valores de 0 a 0.17, en tanto que otros autores consideran valores menores a 0.3^[9]. A este tipo de lixiviado se le conoce como viejo o estabilizado. Por el contrario, cuando el IB es superior a 0.3, se considera que el lixiviado es biodegradable y es conocido como lixiviado joven -típicamente menor a dos años de edad-^[10]. Así, para este tipo de lixiviado, siempre será recomendable aplicar tratamientos biológicos como primera etapa de tratamiento; mientras que para un lixiviado viejo, los procesos fisicoquímicos se convierten en la mejor opción^[4].

Dentro de los tratamientos fisicoquímicos destacan la coagulación-floculación, la adsorción con carbón activado, la precipitación química, los procesos con membrana y la oxidación química^[11], destacando dentro de estos últimos, los Procesos Avanzados de Oxidación (PAO).

En el tratamiento de lixiviados, la coagulación se ha empleado como pretratamiento antes de los procesos biológicos o como etapa de pulimento para remover componentes orgánicos no biodegradables, o bien, bajo esquemas acoplados con PAO^[12]. Renou *et al.*^[13] reportan 15 estudios conducidos en diferentes partes del mundo, en donde se ha ensayado el proceso de coagulación-floculación. En ellos se evaluaron diferentes coagulantes, tales como sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), cloruro férrico (FeCl_3) e hidróxido de calcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), buscando las condiciones experimentales óptimas de pH, dosis y velocidades de

mezclado. Las eficiencias de remoción alcanzadas (8-90% en DQO) empleando uno o dos de estos coagulantes así como las condiciones de trabajo han sido muy variadas. De igual manera, en el proceso de coagulación-floculación se ha evaluado la remoción de otros parámetros, tal como se presenta en el trabajo realizado por Aziz *et al.*^[14], quienes reportan remociones altas de sólidos suspendidos (95%) y de color (90%), y regulares en DQO (43%), con el uso de tres tipos de coagulantes.

Por lo que toca a los PAO's, estos pueden clasificarse en dos grupos:

- Sin aporte de energía:
 - O_3 (ozonación)
 - O_3/H_2O_2 (ozonación con peróxido de hidrógeno)
 - H_2O_2/Fe^{2+} (reacción Fenton)
- Con aporte de energía:
 - O_3/UV (ozonación con luz UV)
 - H_2O_2/UV (peróxido de hidrógeno con luz UV)
 - $H_2O_2/Fe^{2+}/UV$ (Foto Fenton)
 - $O_3/H_2O_2/UV$ (ozonación con peróxido de hidrógeno y luz UV)
 - O_3/US (ozonación ultrasonicación).
 - H_2O_2/US (peróxido ultrasonicación)
 - entre otros.

En términos generales, estos procesos se han probado en lixiviados durante las últimas dos décadas, observando buenas eficiencias cuando la materia orgánica presente es poco biodegradable^[2 8 14]. Para el presente trabajo, dado que se experimentó con la reacción Fenton, a continuación se hace mención de algunos trabajos reportados en la literatura donde se ha ensayado con dicho PAO. Por ejemplo, Zhang *et al.*^[15] a través del proceso Fenton reportan eficiencias de remoción de DQO del orden del 60%. De igual manera, Deng^[9] probó la remoción de contaminación por materia orgánica, medida como DQO, usando un proceso de oxidación vía Fenton, reportando eficiencias arriba del 60%. En lo relacionado a sistemas acoplados aplicados a lixiviados maduros, los PAO y otros fisicoquímicos han demostrado ser muy eficientes, tal y

como lo manifiestan Primo *et al.*^[16] quienes ensayaron un proceso integrado (Reacción Fenton – Ultrafiltración) alcanzando remociones del 80% de DQO, valor similar al 78% en remoción de DQO reportado por otros autores^[12] en un sistema acoplado coagulación-ozonación.

Basados en los estudios ya descritos y viendo la necesidad de tratar los lixiviados y la particularidad de los mismos, el objetivo de este estudio fue evaluar la eficiencia de un sistema acoplado (coagulación-floculación-Fenton), buscando las condiciones óptimas de operación en la remoción de materia orgánica medida como DQO y la evolución del IB, para lixiviados estabilizados del relleno sanitario de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, bajo distintas condiciones de operación y con dos coagulantes diferentes para la primera etapa, en tanto que para la segunda, se experimentó con la reacción Fenton. Los ensayos bajo este sistema acoplado representa la primera aplicación a lixiviados recalci-trantes en México.

Metodología

Mensualmente, de mayo a diciembre del 2008, los lixiviados fueron colectados de los tres cárcamos existentes en la zona clausurada (12 Ha) del relleno sanitario de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez (figura 1). Las muestras fueron refrigeradas a 4°C hasta su análisis. La metodología que se siguió para el análisis de las muestras de lixiviados se basó en las normas mexicanas vigentes para aguas residuales: NMX-AA-030-SCFI-2001 (Demanda Química de Oxígeno), NMX-AA-028-SCFI-2001 (Demanda Bioquímica de Oxígeno), NMX-AA-008-SCFI-2000 (Determinación del pH), NMX-AA-036-SCFI-2001 (Determinación de acidez y alcalinidad) y NMX-AA-051-SCFI-2001 (Determinación de metales). Estas metodologías fueron adaptadas a las características particulares de los lixiviados.

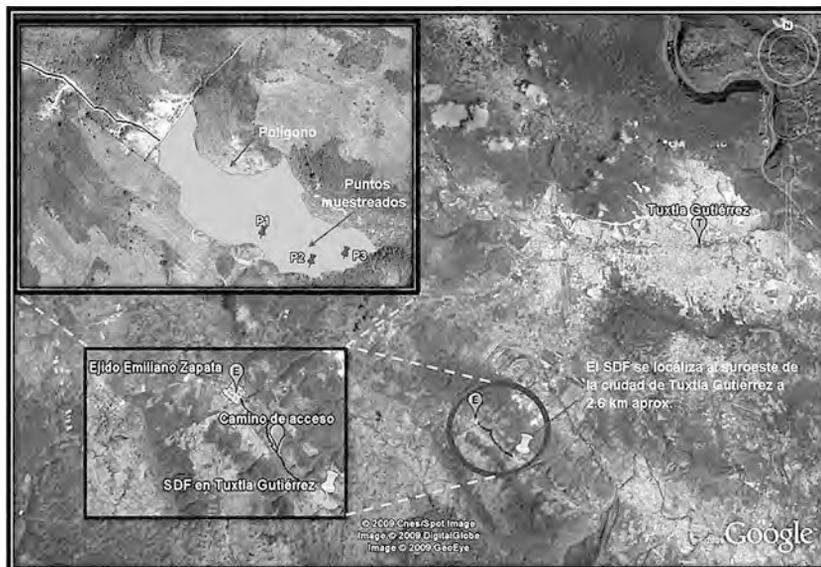


Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo en el relleno sanitario de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez.

Los ensayos de coagulación-floculación y del sistema Fenton se llevaron a cabo en un equipo de prueba de jarras (PHIPPS AND BIRD, modelo PB-700), adaptándose 6 vasos de precipitado de 150 mL cuyo contenido fue agitado con turbinas tipo Rushton (dimensiones de paletas de 18.5 mm x 43.5 mm). Antes de iniciar las pruebas, las muestras fueron llevadas a temperatura ambiente, agitadas y filtradas para remover cualquier sólido grueso presente. El volumen de muestra por vaso fue de 100 mL.

Como sustancias coagulantes se utilizó cloruro férrico (FeCl_3) y sulfato ferroso (FeSO_4) de la marca Fermont grado reactivo, variando las concentraciones así como los valores de pH de reacción (4-6), partiendo de condiciones óptimas encontradas por Monje y Orta^[12] para el proceso de coagulación con FeCl_3 . Los ensayos realizados siguieron el modelo de un diseño factorial de $3 \times 3 \times 2$, dando un total de 18 tratamientos diferentes. De cada tratamiento se realizaron 10 repeticiones, en total 180 réplicas.

La mezcla rápida se llevó a cabo por 80 segundos a 250 rpm, valores cercanos a los reportados por Castillo *et al.*^[17]. Para la mezcla lenta,

se fijó un tiempo de 20 minutos y 30 rpm para favorecer la agregación de flóculos^[18]. Enseguida, las muestras se dejaron sedimentar por espacio de 30 minutos. Pasado este período, alrededor de 10 mL de muestra fueron tomados 2 cm por debajo del nivel del sobrenadante. A estas alícuotas de lixiviados se les determinó la concentración final de carga orgánica medida como DQO. De igual manera, se determinaron las lecturas iniciales de DQO en las muestras de lixiviados, cuya concentración se encontró en el orden de los 2400±100 mg/L. Todas las repeticiones fueron ajustadas a estos valores.

La eficiencia de remoción de la DQO fue obtenida usando la ecuación (1), donde C_i y C_f representan la concentración inicial y final de DQO en mg/L, respectivamente.

$$\% \text{Remoción} = [(C_i - C_f)/C_i] \times 100, \quad (1)$$

El efluente pre-tratado derivado del tratamiento más eficiente, se sometió en una segunda etapa a la reacción Fenton, tal y como se describe a continuación:

Pruebas preliminares con el sistema Fenton permitieron identificar que los mejores niveles de remoción se logran con valores de pH entre 2.5 y 3.5 en el medio de reacción. Ante esto, todas las pruebas siguientes fueron corridas a pH 2.5, 3.0 y 3.5. Para ajustar el pH se utilizó ácido sulfúrico (H_2SO_4) al 10%.

En el caso de los reactivos de Fenton, se probaron diferentes relaciones másicas entre agente oxidante y catalizador (H_2O_2/Fe^{++}) desde 1 hasta 3, dejando como valor fijo la dosis de catalizador. De esta manera, para establecer las condiciones más adecuadas en la remoción de materia orgánica y considerando como factores al agente oxidante y al pH, se corrieron los experimentos con 3 niveles en un diseño factorial 3^2 . De cada tratamiento se realizaron 10 repeticiones, 90 réplicas en total.

Para el desarrollo de los ensayos de oxidación el equipo de prueba de jarras se ajustó a una velocidad de agitación de 135 rpm por espacio de 80 minutos. Pasado este tiempo, el pH de la solución fue llevado a valores de 7 a 8 con hidróxido de sodio (NaOH) 2 M para favorecer el proceso de floculación, el cual se llevó a cabo por espacio de 20 minutos

a 20 rpm. Los flocúlos formados fueron separados por 1 hr en una probeta. Así como en el proceso de coagulación-floculación, la eficiencia de remoción en el parámetro DQO se obtuvo usando la ecuación (1). Finalmente, los datos generados en ambas etapas se analizaron a través de una varianza de 2 vías utilizando el paquete estadístico JMP 5.1.

Resultados y discusión

En el año 2006 el sitio en estudio todavía se encontraba en operación y Cisneros *et al.*^[19] realizaron muestreos mensuales a los lixiviados producidos. Para el presente proyecto, durante 8 meses del año 2008, cuando el sitio ya se había clausurado, se realizaron otra serie de muestreos. Los resultados principales de ambos períodos se muestran en la tabla 1.

Tabla 1. Características de los lixiviados del área clausurada del sitio de disposición final de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México

Parámetro	2006 ^[19]				2008			
	Conc. (mg/L)			Desv.	Conc. mg/L			Desv.
	Prom	Mín	Máx	est.	Prom	Mín	Máx	est.
pH	8.022	7.7	8.42	0.192	8.556	8.37	8.83	0.173
IB	0.160	0.010	0.470	0.183	0.146	0.02	0.19	0.053
Alcalinidad	10011	6783	14613	2014	9134	8546	9769	427.6
SST	559.3	75	1223	384.5	502.8	395.5	610	151.7
Fierro	31.539	17.83	56.47	13.985	21.16	17.12	25.197	5.711
Níquel	1.092	0.79	1.49	0.186	1.640	1.4	1.88	0.339
Plomo	0.244	0.165	0.364	0.062	1.851	0.477	3.225	1.943
Zinc	1.631	0.809	2.348	0.533	3.425	2.445	4.405	1.386
Cobre	0.119	0.085	0.144	0.019	0.190	0.144	0.235	0.064
Cadmio	0.018	0.014	0.0282	0.004	Nr	nr	Nr	nr
Cromo	1.919	1.07	2.87	0.673	2.727	1.964	3.49	1.079

pH = Potencial de hidrógeno; IB = Índice de Biodegradabilidad; SST = Sólidos suspendidos totales; nr = no reportado.

Los resultados muestran para ambos períodos un índice de biodegradabilidad (IB) inferior a 0.3, valor de suma importancia dado que define en gran medida el tipo de lixiviado y tratamiento a efectuarse. De acuerdo con Wang *et al.*^[8], Deng^[9] y Luna *et al.*^[1], los valores inferiores a 0.3 indican que el lixiviado es maduro o de tipo III. Por lo tanto, autores como Aziz *et al.*^[14] lo catalogan como poco biodegradable por la presencia de materiales orgánicos recalcitrantes que son parcialmente estables y biológicamente resistentes, como es el caso de ácidos húmicos y fúlvicos así como de diferentes sales^[2].

De igual manera, Wang *et al.*^[8] reportan la caracterización de lixiviados maduros en más de 20 trabajos efectuados en diferentes partes del mundo, en los cuales se encontraron valores de IB inferiores a 0.3 y de pH y alcalinidad en el rango de 6.8-9.0 y 1,020-12,300 mg/L de CaCO₃, respectivamente. En el caso del presente trabajo, los IB son menores a 0.3 y los valores promedio de pH (8.02-8.55) y alcalinidad (9,134-10,011) también quedaron comprendidos dentro de los rangos característicos de los lixiviados maduros.

Respecto a la presencia de sólidos suspendidos totales (SST), en este estudio se obtuvo una concentración promedio relativamente alta (559 mg/L) si se compara con valores registrados para lixiviados maduros por diversos autores, tales como Aziz *et al.*^[14], Cabeza *et al.*^[20] y Primo *et al.*^[16], quienes reportan valores para SST en el rango de 280-320 mg/L. No obstante, los resultados del presente estudio fueron equiparables a los 550 mg/L encontrados por Lei *et al.*^[21] para lixiviados del relleno sanitario de Shanghai. Realmente, es muy difícil establecer un rango en los valores de este parámetro, dado que su concentración depende de diversos factores tales como la composición de los residuos, el nivel de compactación en los mismos, las características del material de cubierta y su compactación, entre los principales.

Ahora bien, los niveles de metales pesados, mostraron cierta similitud con los reportados para otros rellenos sanitarios en fase metanogénica (Tabla 2). Sin embargo, los valores altos de fierro registrados en el lugar de estudio (21.16-31.54 mg/L) fueron superiores a los reportados para el relleno sanitario de Curitiba, Brasil (13.212 mg/L)^[2] y para los rellenos sanitarios de México, como es el caso del ubicado en la Ciu-

dad de Mérida, Yucatán, con valores de 8.54 mg/L^[22]. De acuerdo con Nájera *et al.*^[23], las rocas que afloran en la zona clausurada del SDF de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, corresponden a interacciones de arenisca con limonitas además de lutitas y calizas arcillosas. Como se sabe, las limonitas son un grupo de minerales de hierro, lo que puede explicar la elevada concentración de este elemento en el lixiviado, esto considerando que Tuxtla Gutiérrez no es una ciudad industrializada.

Tabla 2. Concentración de metales pesados en lixiviados maduros de diferentes rellenos sanitarios

Parámetro (mg/L)	Relleno sanitario (valores promedio)			
	Bordo Poniente (México) ^[18]	Mérida, Yuc., (México) ^[22]	Jebel Chakir (Túnez) ^[6]	Curitiba (Brasil) ^[2]
Fierro	nr	8.54	nr	13.212
Niquel	nr	0.35	0.53	1.429
Plomo	nr	0.03	nr	0.278
Zinc	0.44	0.59	0.94	1.059
Cobre	0.19	0.063	0.14	0.362
Cadmio	0.13	0.0014	nr	nr
Cromo	2.42	nr	2.24	0.451

nr = No reportado.

Con lo antes expuesto y específicamente en lo relacionado a los parámetros básicos (pH, alcalinidad, IB, etc.)^[8], quedó definido que el lixiviado es del tipo III o mejor conocido como maduro o viejo. Autores como Deng y Englehardt^[5], Kurniawan *et al.*^[4] y Méndez *et al.*^[22] recomiendan para el tratamiento de estos líquidos, los procesos fisicoquímicos como primera etapa. Por tanto, en el presente trabajo se trató con un sistema fisicoquímico acoplado; la coagulación-floculación utilizando FeSO₄ y FeCl₃ en una primera etapa, y la reacción Fenton para una segunda.

Para la primera etapa, las eficiencias de remoción promedio obtenidas en cada tratamiento y coagulante, se muestran en la tabla 3 bajo el diseño factorial 2x3x3.

Tabla 3. Eficiencias de remoción en DQO obtenida para cada tratamiento en el proceso de coagulación-floculación

Dosis	FeCl ₃			FeSO ₄		
	pH 4	pH 5	pH 6	pH 4	pH 5	pH 6
2.2 g/L	43.8±2.96	47.7±2.91	65.5±2.60	8.4±0.75	10.1±0.60	9.3±0.94
2.6 g/L	46.4±3.39	47.9±4.91	64.9±2.75	11.9±1.86	10.1±1.16	13.7±1.17
2.8 g/L	45.3±4.50	50.5±3.10	59.6±5.00	10.3±1.17	13.5±1.56	11.9±0.84

Los resultados de la tabla 3 muestran que todos los tratamientos con FeCl₃ alcanzaron remociones por arriba del 40%, muy superiores a las registradas con FeSO₄ (alrededor del 10%). De los valores de pH probados, el pH de 6, registró las mayores eficiencias de remoción, acompañadas de la dosis más baja de FeCl₃ (2200 mg/L). Estos resultados coinciden en parte con lo reportado por Aziz *et al.*^[14] en cuanto a la superioridad del FeCl₃ sobre el FeSO₄ en la remoción de materia orgánica y con mayores eficiencias de remoción a pH 6. Sin embargo, la mayor eficiencia que Aziz *et al.*^[14] reportaron fue de 44.7% de DQO partiendo de una dosis y concentración inicial de 2500 y 2980 mg/L de coagulante y DQO, respectivamente, mientras que en el presente estudio, las eficiencias de remoción alcanzadas en DQO fueron de 65%. Dicho valor es similar al obtenido por Monje-Ramírez y Orta de Velásquez^[12], quienes reportaron una remoción del 67% de DQO empleando FeCl₃ como coagulante, lo que demuestra la efectividad del proceso de coagulación floculación en la remoción de carga orgánica de lixiviados maduros, así como la viabilidad de ser aplicado como etapa de pretratamiento dentro de un sistema acoplado, tal y como lo manifiestan los resultados de diversas investigaciones^[13 24 25 26].

Asimismo, se realizó un análisis de varianza observándose que el 60% (n=90) de los datos presentaron variabilidad, y que el nivel de pH 6 fue significativamente diferente ($p=3.3 \times 10^{-19}$) a los dos restantes (figura 2a), lo cual también sucedió para la interacción entre tratamientos (figura 2b), al observarse que todas las combinaciones a pH 6 presentaron diferencias significativas ($p=0.137$) con el resto de combinaciones a pH

4 y 5. Así, las mejores eficiencias de remoción fueron obtenidas a pH 6 con la dosis más baja de coagulante.

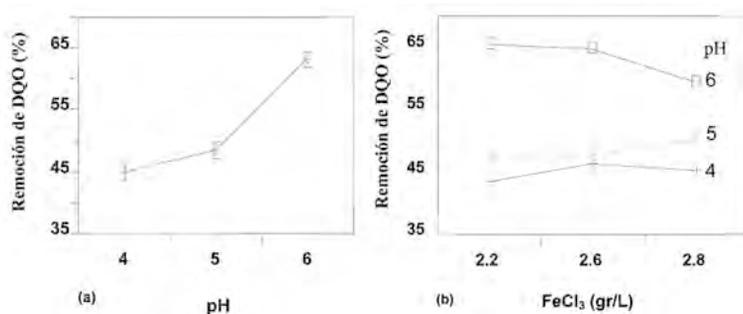


Figura 2. Gráficas de promedios (\pm error estándar): (a) Para el tratamiento con pH; (b) Para la interacción entre tratamientos.

Con respecto al IB determinado en el efluente del mejor tratamiento, no se tuvo cambio alguno al mantenerse éste en 0.14 como al inicio del proceso. Esto puede atribuirse a que en el proceso de coagulación, las partículas coloidales que principalmente se remueven son sustancias húmicas^[27], con lo que puede esperarse que no haya habido transformación de compuestos recalcitrantes a formas más biodegradables.

El efluente del mejor tratamiento con FeCl_3 , fue sometido en una segunda etapa a un proceso avanzado de oxidación (reacción Fenton).

Los resultados promedio obtenidos para cada tratamiento, se muestran en el tabla 4 bajo el diseño factorial 3^2 .

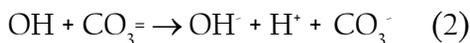
Tabla 4. Efecto del pH y dosis de H_2O_2 sobre la remoción de DQO en el proceso Fenton

	Dosis H_2O_2 (mg/L)		
	300	550	800
pH	% remoción DQO		
2.5	48.92 \pm 8.44	49.44 \pm 9.39	69.96 \pm 3.01
3.0	24.50 \pm 5.99	29.50 \pm 6.90	39.55 \pm 8.00
3.5	25.33 \pm 8.00	26.18 \pm 4.34	34.01 \pm 6.57

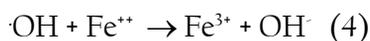
Los resultados señalan que las mejores eficiencias de remoción se tuvieron con el valor más bajo de pH (2.5) para todos los tratamientos, obteniéndose la mayor remoción en DQO (69.96%) con la dosis más alta de agente oxidante (800 mg/L). Al igual que sucedió en la primera etapa, el pH demostró una fuerte influencia sobre el proceso.

El valor bajo de pH queda fuera del rango (3.0 a 6.0) reportado por Wang *et al.*^[8] y de los óptimos encontrados (pH=3) por Kim *et al.*^[28] y Kim *et al.*^[29] pero coincide con el obtenido por Zhang *et al.*^[15]. Asimismo, se corrobora lo que estos últimos autores comentan, con respecto a que el pH representa uno de los factores de mayor influencia en el proceso Fenton. Así por ejemplo, si el pH se encuentra por debajo de su valor óptimo, la oxidación en el proceso se puede inhibir, dado a que el exceso de H⁺ puede actuar como un competidor por los radicales hidroxilo (OH)^[30].

Ahora bien, si el pH se encuentra por arriba del óptimo, especialmente a valores cercanos a la neutralidad, pueden presentarse aún más mecanismos de inhibición. Uno de los principales se relaciona con el efecto competidor que ciertos compuestos como los carbonatos (CO₃⁻) y bicarbonatos (HCO₃⁻), exhiben al reaccionar fácilmente con los OH de acuerdo con las ecuaciones 2 y 3 propuestas por Buxton *et al.* (1988).



Por lo que toca a la relación H₂O₂/Fe²⁺, se observa que los mejores resultados se alcanzaron cuando la relación molar fue de 3, lo que coincide con lo reportado por Deng^[10], quien comenta que la eficiencia de oxidación en el proceso Fenton disminuye cuando la relación molar es <3, debido al incremento del efecto competidor del Fe²⁺ sobre los OH, tal y como se muestra en la ecuación 4.



En cuanto a la eficiencia de remoción alcanzada (70%), esta fue alta si se compara con las remociones mayores reportadas en la literatura

para lixiviados maduros bajo el proceso Fenton, tal es el caso de los trabajos conducidos por Zhang *et al.*^[15] y Deng^[10] quienes obtuvieron un 61% de remoción de DQO, o el reportado por Kim y Huh^[31] con un 69% de remoción.

El análisis de varianza efectuado reveló que el 78% (n=90) de los datos presentaron variabilidad, y que el nivel de H₂O₂ a 800 mg/L ($p=1.55 \times 10^{-26}$) y el de pH a 2.5 ($p=2.43 \times 10^{-11}$), fueron significativamente diferentes al resto de niveles. Ahora bien, en la interacción entre tratamientos se observa de la figura 3, que todas las combinaciones a pH 2.5 presentaron diferencias significativas ($p=0.172$) con el resto de combinaciones a pH 3 y 3.5. Las mejores eficiencias de remoción fueron obtenidas a pH 2.5 y con la dosis más alta de agente oxidante.

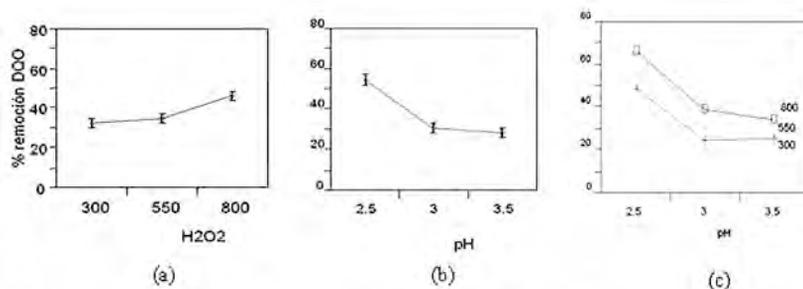


Figura 3. Gráficas de promedios (\pm error estándar): (a) Para el tratamiento con H₂O₂; (b) Para el tratamiento con pH; (c) Para la interacción entre tratamientos.

Con respecto al IB, se sabe de que la reacción Fenton propicia la generación de radicales oxidrilo ($\cdot\text{OH}$)^[8], especies altamente oxidantes con la capacidad de reaccionar prácticamente con cualquier molécula de naturaleza recalcitrante^[2] y transformarla a moléculas menos complejas y más biodegradables^[12], y como consecuencia, incrementar la biodegradabilidad del lixiviado^[5], ante lo cual se esperaba un incremento en el valor de dicho índice, lo que sucedió al pasar de 0.14 a 0.23, es decir, fue mejorado en un 64%. Al comparar el resultado con los de otros estudios (tabla 5), se observa que es similar al obtenido por Kim *et al.*^[29] y superior al reportado por Méndez *et al.*^[32]. Sin embargo, el incremento en dicho índice fue bajo si se compara con lo reportado por

López *et al.*^[33] y Lopes y Peralta^[2] cuyos IB finales estuvieron en el rango de 0.37 a 0.50, mostrando un incremento del orden del 200%. Esta variación hizo suponer que una cantidad considerable en los constituyentes orgánicos finales del efluente tratado, no eran propiamente de naturaleza orgánica, tal y como quedó demostrado con determinaciones en el parámetro de carbono orgánico total, el cual representó apenas el 48% del valor final de la DQO. Lo anterior es parte de la variabilidad que exhiben este tipo de líquidos en su composición, y que propicia que no exista un determinado tren de tratamiento que garantice eficiencias aceptables en la remoción de contaminantes para cualquier lixiviado.

Tabla 5. Índice de biodegradabilidad en lixiviados maduros después de la aplicación de procesos avanzados de oxidación

PAO	IB _o	IB _f	Referencia
H ₂ O ₂ /Fe ⁺⁺	–	0.22	[29]
H ₂ O ₂ /Fe ⁺⁺	0.07	0.1	[32]
H ₂ O ₂ /Fe ⁺⁺	0.20	0.50	[33]
Fe ⁺⁺ /H ₂ O ₂ /UV	0.13	0.37	[2]
H ₂ O ₂ /UV	0.13	0.42	[2]
O ₃ /UV	–	0.32	[34]

PAO: Proceso Avanzado de Oxidación; IB_o e IB_f: Índice de Biodegradabilidad inicial y final, respectivamente.

En suma, la eficiencia total de remoción de DQO bajo el sistema acoplado ensayado coagulación-floculación-Fenton fue de 90%, valor ligeramente superior a los reportados para otros sistemas acoplados, como el de coagulación-Fenton conducido por Yoon *et al.*^[35] quienes reportaron un 73% de remoción, o el de coagulación-ozonación llevado a cabo por Monje-Ramírez y Orta de Velásquez^[12] con una eficiencia del 78%, o el reportado por Primo *et al.*^[16] bajo un esquema integrado reacción Fenton-ultrafiltración que alcanzó un 80% en la remoción de DQO.

Conclusiones

El proceso de coagulación-floculación aplicado a los lixiviados maduros del relleno sanitario de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, demostró ser efectivo en la remoción de carga orgánica medida como DQO cuando se empleó FeCl_3 como coagulante, obteniéndose las mejores eficiencias de remoción (65.5%) a pH 6 y a una dosis de 2.2 g/L, bajo las condiciones de 250 y 30 rpm de mezcla rápida y lenta, respectivamente. Por el contrario, el FeSO_4 utilizado como coagulante en la remoción de materia orgánica recalcitrante, exhibe un comportamiento pobre con apenas 10% en promedio de remoción.

En cuanto al proceso Fenton, demostró ser eficiente en la remoción de DQO (70%), al obtenerse eficiencias equiparables a las más altas reportadas en la literatura.

Así, el trabajo demuestra que el sistema acoplado coagulación-floculación-Fenton, puede ser aplicado en el tratamiento de lixiviados maduros del área de estudio, con altas eficiencias de remoción de carga orgánica del orden del 90% en DQO, lo que es importante dado a que representa la primera experiencia de tratabilidad de lixiviados en el estado de Chiapas, y los primeros ensayos aplicados a lixiviados recalcitrantes en México bajo este sistema acoplado.

De acuerdo al comportamiento constante observado en el valor del IB en el proceso de coagulación-floculación, la remoción de carga orgánica puede atribuirse básicamente al arrastre de partículas coloidales de naturaleza húmica que no sufren transformación en su estructura química, en tanto que el proceso Fenton, hace posible la transformación de materiales recalcitrantes a formas más biodegradables, lo que permitió mejorar el IB de los lixiviados al pasar de 0.14 a 0.23, pudiendo justificarse una última etapa de depuración, pero bajo un sistema biológico.

Agradecimientos

Se agradece a la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Chiapas, en especial a la Dra. Daisy Escobar Castillejos -Jefa del La-

boratorio y al Dr. José Alonso Figueroa Gallegos (Director de dicha Facultad), por las facilidades brindadas para realizar las pruebas experimentales en el Laboratorio de Calidad del Agua.

Referencias Bibliográficas

1. Luna, Y., Otal, E., Vilches, L., Vale, J., Querol, X., Fernández, C., 2007, Use of zeolitised cal fly ash for landfill leachate treatment: A pilot plant study. *Waste Management*. 27. 1877-1883.
2. Lopes, J., y Peralta, P., 2005, Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*. B123. 181-186.
3. Wiszniowski, J., D. Robert, J. Surmacz-Gorska, K. Miksch and J-V. Weber, 2006, Landfill leachate treatment methods: Review. *Environ Chem Lett*. 4, 51-61
4. Kurniawan, T., W. Lo and G. Chan, 2006, Physicochemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *J. Hazard. Mater*. B129. 80-100
5. Deng, Y., & Englehardt J., 2007, Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Research*. 40. 3683-3694.
6. Tizaoui, C., L. Bouselmi, L. Mansouri and A. Ghrabi, 2007, Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems, *J. Hazard. Mater*. 140. 316-324.
7. Nájera, H. A., J.H. Castañón, J. A. Figueroa and M. N. Rojas-Valencia, 2009, Caracterización y tratamiento físicoquímico de lixiviados maduros producidos en el sitio de disposición final de Tuxtla Gu-

- tierrez, Chiapas, México. II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, Barranquilla, Col. p. 1-.
8. Wang, F., D. Smith and M. Eldin, Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment – A review, *Environmental Eng. Sci.* 2: 413-427 (2003).
 9. Deng, Y., 2007a, Physical and oxidative removal of organics during Fenton treatment of mature municipal landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials.* 146. 334-340
 10. Deng, Y., 2007b, Physicochemical removal of organic contaminants in municipal landfill leachate. In: *Landfill Research Focus*. Editor: Ernest C. Lehmann pp. 5-26.
 11. Amokrane, A., Comel, C., & Veron, J., 1997, Landfill leachates pre-treatment by coagulation-flocculation. *Water Research.* 31(11). 2775-82.
 12. Monje, R. & Orta, de V., 2004, Removal and transformation of recalcitrant organic matter from stabilized saline landfill leachates by coagulation-ozonation coupling processes. *Water Research.* 38. 2359-2367.
 13. Renou, S., Givaudan, J., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P., 2008, Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials.* 150. 468-493.
 14. Aziz, H., Alias, S., Assari, F., y Adlan M., 2007, The use of alum, ferric chloride and ferrous sulphate as coagulants in removing suspended solids, color and COD from semiaerobic landfill leachate at controlled pH. *Waste Management & Research.* 25. 556-565.
 15. Zhang, H., Choi, H., & Huang, C., 2005, Optimization of Fenton process for the treatment of landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials.* B125. 166-174.

16. Primo, O., Rueda, A., Rivero, M., y Ortiz I., 2008, An Integrated process, Fenton reaction – ultrafiltration, for the treatment of landfill leachate: Pilot plant operation and analysis. *Ind. Engineering Chemical Research*. 47. 946-952.
17. Castillo, B., Salazar, G., Méndez, N., & Sauri, R., 2006, Remoción de metales pesados en el lixiviado de un relleno sanitario mediante un tratamiento fisicoquímico. XV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. pp. 1-12
18. Orta de V. and I. Monje, 2006 Combined Pre-Treatment of Coagulation-Ozonation for Saline-Stabilized Landfill Leachates. *Ozone: Science and Engineering*. 28: 309-316.
19. Cisneros, P., Ventura, C., Meza, G., Chávez, M., Colado, A., y Castañón, G., 2007, Composición fisicoquímica de los lixiviados generados en el basurero municipal de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. *Bol. Soc. Quím.* 1. 39-41.
20. Cabeza, A., A. Urtiaga, M. Rivero and I. Ortiz, 2007, Ammonium removal from landfill leachate by anodic oxidation, *J. Hazard. Mater.* 144. 715-719.
21. Lei, Y., Z. Shen, R. Huang and W. Wang, 2007, Treatment of landfill leachate by combined aged-refuse bioreactor and electrooxidation, *Water Res.* 41. 2417-2426.
22. Méndez, M., L. Novelo, P. Coronado, B. Castillo and R. Sauri, 2008, Remoción de materia orgánica y metales pesados de lixiviados por flotación con aire disuelto. [Removal of Organic Material and Heavy Metals from Leachates by means of Flotation with Dissolved Air] *Revista Ingeniería*. 12-1. 13-19
23. Nájera Aguilar, Escobar Castillejos y Vera Toledo, 2007, Diagnóstico ambiental de los SDF de RSU y de ME de las ciudades de Tuxtla Gu-

- tierrez y SCLC. Informe Técnico. PROY-C03-070, CHIS- 2005-CO-CyTECH.
24. Tatsi, A.A., A.I. Zouboulis, K.A. Matis and P. Samaras, 2003, Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates, *Chemosphere*, 53 (7), p.737-744.
 25. Rivas, F., F. Beltrán, F. Carvalho, B. Acedo and O. Gimeno, 2004, Stabilized leachate: sequential coagulation-flocculation+chemical oxidation process, *J. Hazard. Mater. B116*. 95-102
 26. Mariam, T. and L.D. Nghiem, 2010, Landfill leachate treatment using hybrid coagulation-nanofiltration processes. *Desalination*, 250 (2), 677-681
 27. O'Melia, CR., Becker, WC., Au, KK., 1999, Removal of humic substances by coagulation. *Water Science and Technology*. 40 (9). 47-54.
 28. Kim, S.M., S.U. Geissen and A. Vogelpohl, 1997, Landfill leachate treatment by a photoassisted fenton reaction, *Water Sci. Technol.*, 35 (4), 239-248
 29. Kim, J.S., H.Y. Kim, C.H. Won and J.G. Kim, 2001, Treatment of leachate produced in stabilized landfills by coagulation and Fenton oxidation process, *J. Chin. Inst. Chem. Eng.* 32 (5). 425-429
 30. Tang, W.Z. and C.P. Huang, 1996, 2,4-dichlorophenol oxidation kinetics by Fenton's reagent. *Environ. Technol.*, 17 (12), 1371-1378
 31. Kim, Y.K. and I.R. Huh (1997). Enhancing biological treatability of landfill leachate by chemical oxidation. *Environ. Eng. Sci.*, 14(1), 73-79

32. Mendez, R.I., E.R. Castillo, M.R. Sauri, C.A. Quintal, G. Giacoman and B. Jimenez, 2009, Comparación de cuatro tratamientos de lixiviados, *Rev. Int. Contam. Ambient.* 25(3). 133-145
33. Lopez, A., M. Pagano, A. Volpe, A.C. Di Pinto, 2004, Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate, *Chemosphere*, 54, 1005-1010
34. Qureshi, T.I., H.T. Kim and Y.J. Kim, 2002, UV-Catalytic Treatment of Municipal Solid-Waste Landfill Leachate with Hydrogen Peroxide and Ozone Oxidation, *Chin. J. Chem. Eng.* 10(4). 444-449
35. Yoon, J., S. Cho, Y. Cho and S. Kim, 1998, The characteristics of coagulation of Fenton reaction in the removal of landfill leachate organics, *Water Sci. Technol.* 38. 209-314

